SHILAP Revta. lepid., 40 (158), junio 2012: 155-170 CODEN: SRLPEF ISSN:0300-5267

Estados de naturalidad y heterogeneidad vegetacional de humedales palustres y su efecto sobre la diversidad de Macrolepidoptera (Insecta: Lepidoptera)

E. Sepúlveda-Zúñiga, L. E. Parra, H. A. Benítez & C. Rojas-Quezada

Resumen

Se evaluaron las relaciones entre dos características ambientales, una morfométrica (Naturalidad de la Matriz) y una vegetacional (Heterogeneidad vegetacional) y el efecto sobre la diversidad de Macrolepidoptera en tres humedales palustres presentes en el Gran Concepción (Biobío, Chile), para medir los efectos de la urbanización sobre los patrones de diversidad en estos ecosistemas. Los análisis determinaron que la diversidad de especies de Macrolepidoptera presentes en los humedales, se relacionó positivamente con la Naturalidad de la Matriz y de manera negativa con la Heterogeneidad Vegetacional; encontrándose diferencias significativas en la riqueza de especies y su abundancia entre humedales. El estudio muestra que los Macrolepidoptera podrían ser utilizados como indicadores de los efectos de la urbanización sobre el funcionamiento de estos ecosistemas.

Finalmente, se postula un método de obtención del índice de Naturalidad de la Matriz, el cual permite una mejor representación del hábitat y facilita los análisis morfométricos.

PALABRAS CLAVE: Insecta, Lepidoptera, Macrolepidoptera, urbanización, biodiversidad, Chile.

State of vegetational naturalism and heterogeneity in pond wetlands and their effect on Macrolepidoptera diversity
(Insecta: Lepidoptera)

Abstract

We evaluated the relationship between two environmental features, a morphometric (Naturaly Matrix) and another vegetational (Vegetation Heterogeneity), and the effect on diversity of macrolepidoptera present in three freshwater marshes in the Gran Concepción (Biobío, Chile), to measure the effects of urbanization on the patterns of diversity in these ecosystems. Analysis determined that the diversity of species present in the wetlands was positively related to the matrix of naturaly, and negatively to vegetation heterogeneity; as a result, significant differences in the diversity of species and their abundance among wetlands, were found. The results of this study indicate that macrolepidoptera could be used as indicators of the effects of urbanization on the functioning of these ecosystems.

Finally, a method for obtaining the index of Naturaly Matrix, which allows a better representation of the habitat and facilitates morphometric analysis, is postulated.

KEYWORDS: Insecta, Lepidoptera, Macrolepidoptera, urbanization, biodiversity, Chile.

Introducción

La diversidad biológica, definida como la variedad y variabilidad de todos los organismos vivos que habitan la Tierra (e.g. animales, plantas, hongos y microorganismos) y los sistemas funcionales que

integran (CRISCI, 2006; KIM & BYRNE, 2006), constituye una de las características más destacables de nuestro planeta (KHUROO *et al*., 2007). La biodiversidad es esencial para la sobrevivencia y bienestar económico de la humanidad y, juega un rol preponderante para el funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas (SINGH, 2002). Sin embargo, existen muchos factores que influyen en la diversidad biológica, particularmente en especies de ecosistemas continentales, destacan entre otros: la historia geológica, el régimen climático, la heterogeneidad y la productividad del hábitat, factores biogeográficos como el área y el aislamiento, el régimen de disturbios y las interacciones bióticas (PIANKA, 1966; MACARTHUR & WILSON, 1967; RICKLETS, 1987; HUNTER, 2002). A pesar de que estos factores operan a diferentes escalas espaciales y temporales, pueden estar fuertemente influenciados por la actividad humana, generando cambios significativos en la distribución de las especies y la composición de las comunidades (SAUNDERS *et al*., 1994; FAHRIG, 1997; POIANI *et al.,* 2000). En este contexto, la urbanización hoy en día es el factor humano causante de la mayor pérdida de diversidad y homogenización biológica en países desarrollados y en vías de desarrollo (PAUCHARD *et al*., 2006).

El Gran Concepción (Biobío, Chile) se ha visto sometido en las últimas décadas a un fuerte aumento poblacional (INE, 2002), esto ha estimulado un crecimiento del casco urbano, al que se han anexado comunas vecinas como San Pedro de la Paz y Penco (SMITH & ROMERO, 2009). La mayor parte de este crecimiento se ha desarrollado alrededor y por sobre el relleno de los sistemas acuáticos, como es el caso de los humedales, afectando sus cualidades físicas y biológicas (PARRA, 1989).

Los humedales se sitúan entre los sistemas biológicamente más productivos, siendo importantes fuentes de diversidad biológica, ya que son reservorios de agua, elemento vital para los seres vivos. Además, son responsables de una alta productividad primaria, la cual constituye la base de las cadenas tróficas sobre la que se sostienen los organismos. Sin embargo, las funciones ecológicas de los humedales no sólo proporcionan beneficios a su propia naturaleza, sino también a las sociedades humanas (SMITH & ROMERO, 2009).

Los humedales urbanos, adquieren aún mayor importancia, debido a que las funciones y mecanismos naturales de estos ecosistemas son considerados como servicios ambientales que reportan beneficios directos e indirectos a los habiantes de la ciudad, entre los que se encuentran: purificación del aire, regulación microclimática, reducción de ruido, drenaje de aguas lluvias, tratamiento de aguas residuales y oferta de espacios para la recreación (BOLUND & HUNHAMMAR, 1999). No obstante, estos sistemas son actualmente los más amenazados del planeta por las actividades humanas, tales como: relleno, desecamiento, destrucción vegetacional, contaminación de sus aguas y sedimentos (RAMÍREZ *et al.,* 2002).

Muchas de las especies que dependen de los ecosistemas de humedal en Chile están dentro de los grupos más amenazados de extinción (RICCIARDI *et al*., 1998; VILLAGRAN *et al*., 2006). En este contexto, el uso de indicadores biológicos en el monitoreo de cambios en las condiciones del hábitat, constituye una herramienta útil en la prevención de pérdida de especies (SUMMERVILLE *et al*., 2004). Dentro de esta definición, los insectos, a través de sus mecanismos de historia de vida (polinización, herviboría, reciclaje de nutrientes) son considerados un grupo clave en los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad y el funcionamiento de estos sistemas (DIDHAM *et al.,* 1998; STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2000; PING & LI, 2006). Lo anterior, sumado a sus requerimientos ecológicos específicos y ciclos de vida cortos, hacen de los insectos excelentes indicadores de cambios ambientales (BROWN, 1997; KITAHARA & SEI, 2001).

Uno de los grupos que ha sido utilizado para tales fines es el de los lepidópteros (BROWN, 1997; DUFRENE & LEGENDRE, 1997), precisamente por ser animales que sobresalen en cualquier unidad paisajística, además de cumplir con características específicas que les otorgan el grado de buen indicador ambiental, entre las cuales están: taxonomía bien conocida y estable, buen conocimiento de su biología e historia natural, facilidad de observación en el campo, amplitud de ocupación de hábitats y rango geográfico, especialización en algunas especies y patrones biológicos relacionados con otros taxa (ANDRADE-C, 1998). Estas características han permitido que los lepidópteros hayan sido frecuentemente utilizados en estudios ecológicos, que pretenden comprender la biodiversidad de los ecosistemas y su relación con factores antrópicos (BROWN, 1982, KREMEN, 1994; ANDRADE-C, 1998).

Los factores antrópicos que influyen en la diversidad de insectos, considerando la fragmentación, pérdida y contaminación del hábitat, han sido ampliamente estudiados en ecosistemas terrestres y acuáticos (BARBOSA & MARQUET, 2002; GIBB & HOCHULLI, 2002). En ellos, se evidencia que la Naturalidad de la Matriz (ANDERSON & VONDRACEK, 1999) y la Heterogeneidad Vegetacional (NEWMAN, 1991; VOELZ & MCARTHUR, 2000), tienen gran importancia en la estructuración de las comunidades; encontrándose mayor riqueza y abundancia de una o más especies, en hábitats donde los valores de naturalidad y heterogeneidad se incrementan (NELSON, *et al.,* 2000; BROSE, 2003). Sin embargo, pocos estudios han considerado en conjunto estas variables, por lo que la importancia relativa de ellas en la estructuración de las comunidades de insectos ha sido escasamente evaluada (SPIELES & MITSCH, 2000; LUNDKVIST *et al.,* 2001).

Los trabajos que han utilizado mariposas y polillas como indicadores (LOVEJOY *et al.,* 1984; 1986; HOLLOWAY, 1985; BROWN, 1982; 1997), en comparación con otros taxa (aves y mamíferos), encuentran que los lepidópteros presentan mayor fidelidad ecológica, convirtiéndolos en más aptos para el reconocimiento de hábitats y comunidades vegetales que los otros grupos. De esta forma, se espera que las comunidades de Macrolepidoptera respondan diferencialmente a los atributos del habitat, mediante cambios en su diversidad de especies.

Por tanto, el objetivo del presente estudio es relacionar la estructura del ensamble de polillas características del hábitat en humedales palustres del Gran Concepción, conglomerado urbano por excelencia de la región del Bío Bío, con el fin de determinar los efectos de la urbanización sobre los patrones de diversidad de estos sistemas ecológicos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el área metropolitana del Gran Concepción, ubicada en la zona litoral de la Región del Biobío, Chile, extendiéndose aproximadamente entre las latitudes 36º a 38º S. Conformada por diez comunas que, en conjunto, ocupan una superficie de 2.830 km^2**,** lo que representa el 9 % del total regional (SMITH & ROMERO, 2009).

Se estudiaron tres humedales palustres, con distintos niveles de naturalidad de su matriz y heterogeneidad vegetacional: Laguna Verde (36º 47’ S - 73º 09’ O), Lorenzo Arenas (36º 48’ S - 73º 09’ O) y Parque Central (36º 47’ S - 73º 04’ O) (Figura 1).

De estos ecosistemas, Laguna Verde constituye el único humedal alejado del núcleo urbano inserto en una matriz de bosque nativo, en donde son comunes las especies *Cryptocarya alba* (Molina) Looser (peumo), *Aextoxicon punctatum* Ruiz & Pavón (olivillo), *Lithraea caustica* (Molina) Hooker & Arnott (litre) y *Peumus boldus* Molina (boldo) (POLYMERYS, 1995).

Los humedales Parque Central y Lorenzo Arenas, se encuentran inmersos en el área urbana de la comuna de Concepción al norte del río Biobío y se originaron a partir de la depresión de su antiguo cauce (GONZÁLEZ & VICTORIANO, 2005).

Características del hábitat

La caracterización de los humedales en estudio fue estimada mediante un factor morfométrico (Naturalidad de la Matriz) y uno vegetacional (Heterogeneidad Vegetacional).

La Naturalidad de la Matriz fue estimada dentro de un radio de influencia, utilizando una zona buffer de 1 km alrededor del perímetro de borde de cada humedal, en la cual no se considera el área de éste (Figura 1). Según las distintas coberturas de suelo, se clasificaron como “áreas naturales” a praderas inundables, lagunas y parches de vegetación nativa (bosque nativo, matorrales), “áreas no naturales” a carreteras, edificios y plantaciones forestales (SIMONETTI, 1999; MARZLUFF & EWING, 2001; VILLAGRÁN *et al*., 2006) y “áreas seminaturales” a zonas con vegetación introducida o con niveles de antropización intermedios.

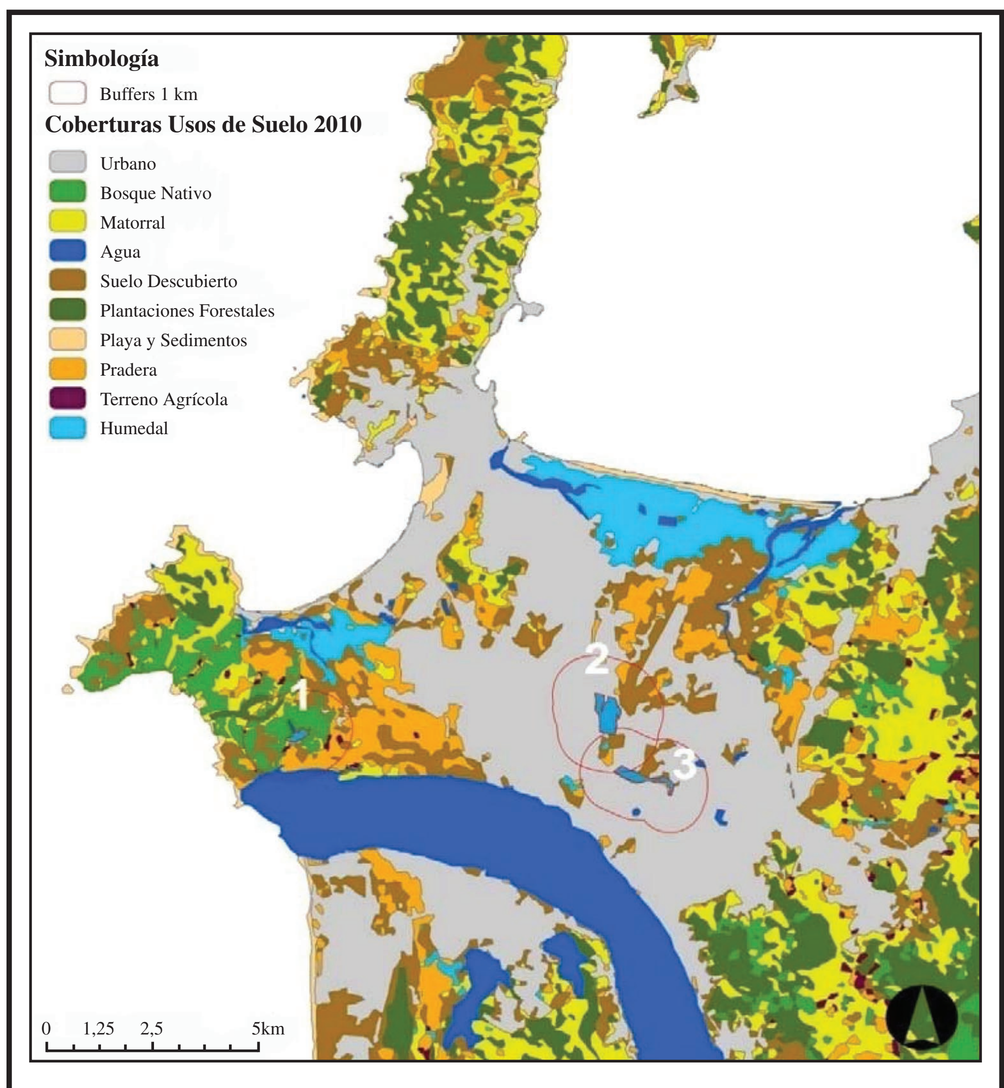


Figura 1.– Mapa señalando el buffer de 1 km alrededor de los humedal Laguna verde (1), Lorenzo Arenas (2) y Parque Central (3); la línea roja delimita el área buffer de 1 km. Simbología de la cobertura de usos de suelo (ROJAS, 2010).

Los datos de coberturas de uso de suelo, que permiten realizar esta clasificación fueron obtenidos a partir de imágenes satelitales landsat de marzo de 2010 de resolución 30 x 30 m (ROJAS, 2010) e imágenes satelitales de alta resolución visibles en el programa "Google Earth" año 2010. Las imágenes y el mapa de coberturas antes mencionado (Figura 1), son datos georeferenciados y analizados a través del programa de Sistemas de Información Geográfica (SIG) ArcGIS.

Para estimar el Índice de Naturalidad (IN), se delimitó la extensión de los humedales en base a su detección en las imágenes satelitales, posteriormente se procesaron en el software SIG, donde se corrigieron y calcularon sus respectivas áreas en km^2. A partir del perímetro de delimitación de los humeda-

les, se calcularon los radios de influencia o zonas buffers de 1 km, posteriormente se procedió a restar espacialmente, la superficie de los humedales a los buffers de influencia, así en el análisis no se considera la superficie cubierta por los humedales. Finalmente se realizó una intersección entre el radio de influencia o zona buffers (RI) del humedal con el mapa de coberturas de suelo (MS) (RI ∩ MS) (Figura 1). Finalmente, se obtienen dentro de cada RI las superficies de las distintas coberturas (*CS*) que componen el buffer de influencia y éstas se multiplican por su grado de naturalidad respectivo (naturalidad específica de cada cobertura) (*GN*) (Tabla I); la sumatoria de este cálculo y su posterior división por el total de la superficie del área de influencia (*S*) permiten la obtención del índice o porcentaje de Naturalidad de la Matriz del hábitat, calculado a través de la siguiente ecuación:

$$IN = \frac{\sum_{i=1}^{n} CSi * GNi}{S}$$

Cobertura de Suelo	(GN)
1 = Superficie Construida	0
2 = Bosque Nativo	1
3 = Matorral	0,75
4 = Agua	0,5
5 = Suelo Descubierto	0,25
6 = Plantaciones Forestales	0,25
7 = Playa Sedimentos	0,5
8 = Praderas	0,5
9 = Terrenos Agrícolas	0,25
10 = Humedales	1
11 = No Data	-

Tabla I.– Porcentaje y grado de Naturalidad (GN) por cobertura de suelo.

Para obtener el grado de heterogeneidad vegetacional, se calculó el índice de Diversidad de Shannon-Wiener (QUINN & KEOUGH, 2002), usando como abundancia, el porcentaje de cobertura de las especies de plantas palustres emergidas, el cual se obtuvo de manera subjetiva observando cuanto del área del cuadrante era ocupada por cada especie de planta. Se utilizaron dos transectos de 30 m de largo, en las cuales se ubicaron 10 cuadrantes de 1 m^2.

Para la identificación de las distintas especies vegetales, se procedió a colectar un representante de cada especie, los cuales fueron identificados con ayuda de especialistas, claves y diferentes tipos de identificación taxonómica.

Muestreo

Se efectuó un muestreo mensual en cada humedal, dentro de los meses de octubre, noviembre y diciembre del año 2010. Para la captura de insectos nocturnos, quienes poseen fototropismo positivo (MARQUEZ, 2005), se utilizaron 3 trampas de luz UV (ROBINSON & ROBINSON, 1950; FROST, 1952) tipo Pennsylvania (FROST, 1957; HOLLINGSWORTH *et al*., 1963). La distribución de las trampas se realizó de manera aleatoria en el borde de los humedales, con una distancia aproximada entre ellas de 100 m, las trampas siempre fueron colocadas en los mismos lugares en los tres muestreos y durante 5 horas comenzando desde la puesta de sol.

Análisis de información

Por cada humedal muestreado se estimaron los parámetros comunitarios de riqueza (S), abundancia (N), índice de diversidad de Simpson (1-D) (SIMPSON, 1949), índice de diversidad de Shannon (H') (QUINN & KEOUGH, 2002), equidad de Pielou (J') (PIELOU, 1975) y dominancia (D).

Se comparó la riqueza de especies y la abundancia de éstas entre humedales, a través de un test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Además, se realizó una matriz de similitud de Bray- Curtis (QUINN & KEOUGH, 2002) el cual se complementó con un análisis de Cluster, para conocer los grados de similitud entre los humedales estudiados. Finalmente, se efectuaron análisis de regresión lineal simple, para evaluar el tipo de relación existente entre las variables predictoras (naturalidad de la matriz y heterogeneidad vegetacional) de manera independiente y la variable respuesta (diversidad de macrolepidopteros) con el fin de comprobar la existencia de relaciones significativas. Los análisis fueron realizados en el programa PAST 2.0.

Resultados

Características del hábitat

Las características estructurales del hábitat mostraron diferencias entre las áreas, las que fluctuaron entre 0,1 y 0,45 km^2, mientras que los valores de naturalidad de las matrices variaron entre 6 y 67%. La heterogeneidad vegetacional, expresada como la diversidad de Shannon-Wiener (H'), fluctuó entre 1,23 y 1,86 (Tabla II).

Característica del hábitat	Laguna Verde	Lorenzo Arenas	Parque Central
Área (km^2)	0,1	0,25	0,45
Naturalidad de la matriz (%)	66	4	7
Heterogeneidad vegetacional (H')	1,23	1,62	1,86

Tabla II.– Características del hábitat: área (km^2), porcentaje de Naturalidad de la Matriz (%) y Heterogeneidad Vegetacional (H').

Laguna Verde resultó ser el humedal con mayor grado de naturalidad de su matriz (67%), pero con el menor grado de heterogeneidad vegetacional (1,23 H'); seguido por Lorenzo Arenas con un menor valor de naturalidad (6%) y con una heterogeneidad vegetacional media (1,62 H'). Finalmente, Parque Central obtuvo un valor de naturalidad (7%) y la mayor heterogeneidad vegetacional (1,86 H') (Tabla II).

A pesar de que los tres humedales analizados presentaron distintos grados de heterogeneidad vegetacional, coinciden en las especies de plantas helófitas dominantes de cada sistema, las cuales resultaron ser: *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.) Soyák con una cobertura promedio del 32 %, seguida por *Cyperus eragrostis* Lam. con 17 %, ambas de la familia Cyperaceae; otra representante de esta familia es *Carexriparia* Curt., muy abundante en los humedales Lorenzo Arenas y Parque Central (Tabla III). La dominancia de las Cyperaceae se debe principalmente a su gran capacidad de competencia, la que está determinada por su alta densidad y rápido crecimiento, siendo capaz de reproducirse y regenerarse muy rápidamente, ya que es el único helófito que presenta tallos aéreos fotosintéticos durante todo el año, haciéndolo altamente productivo (RAMÍREZ & AÑAZCO, 1982). Cabe destacar que Laguna Verde se caracterizó por la presencia de *Juncus procerus* E. Mey., planta nativa perenne de hasta un metro de alto, que crece formando grandes champas y distribuyéndose en ambientes con anegamiento prolongado, pero no permanente (AÑASCO, 1981).

Los humedales urbanos presentaron mayores valores de heterogeneidad vegetacional, ya que la cantidad de plantas introducidas (Lorenzo Arenas 8% y Parque Central 30%) fue superior a Laguna Verde, la cual sólo presentó un 2%, destacando entre ellas Poaceae (Tabla III).

Fauna de macrolepidoptera

Se recolectaron un total de 527 individuos distribuidos en 54 especies, 43 géneros y 8 familias de Macrolepidoptera. Las familias mejor representadas corresponden a Noctuidae, con 19 especies y 410 individuos (77,79 %), seguida por Geometridae, con 17 especies y 54 individuos (10,24 %) (Tablas IV, V, VI).

Laguna Verde fue el humedal que presentó los valores más altos de diversidad de Macrolepidoptera; además de presentar la mayor abundancia de Geometridae y ser el único humedal en el que se encontraron representantes de las familias Saturniidae y Sphingidae. No obstante, los humedales urbanos (Parque Central y Lorenzo Arenas) se caracterizaron por una mayor abundancia de la familia Noctuidae.

El test de Kruskal-Wallis realizado para la totalidad de las riquezas y abundancias específicas por humedal, dio como resultado diferencias significativas entre éstos, ya que el valor $p< 0,05$ ($p= 0,00017$); sin embargo, las diferencias no resultaron ser significativas entre los humedales urbanos Lorenzo Arenas y Parque Central ($p= 0,0985$). El análisis de similitud de Bray-Curtis, complementado

Familia	**Especie**	**Origen**	**% Laguna Verde**	**% Lorenzo Arenas**	**% Parque Central**	**% Total**
Equisetaceae	*Equisetum giganteum* L.	N	0	0,1	0	0,03
Alismataceae	*Alisma lanceolatum* With.	I	0	0,01	0	0,01
Cyperaceae	*Carex riparia* Curt.	N	0	26	10	12
	Cyperus eragrostis Lam.	N	7	23	20	17
	Schoenoplectus californicus (C.A. Mey.) Soyák	N	36	30	30	32
Juncaceae	*Juncus procerus* E. Mey.	N	44	0	8	17
Poaceae	*Paspalum paspalodes* (Michx) Scribner	I	0	0,1	15	5
	Poa sp	C	11	12	0	8
Typhaceae	*Thypa dominguensis* Pers.	N	0	1	0	0,3
Asteraceae	*Baccharis sagittalis* (Less.) D.C.	N	0	0	2	1
Fabaceae	*Trifolium* sp	I	0	2	0	1
Hidrocotylaceae	*Hydrocotyle ranunculoides* L. f.	I	0	0,4	0	0,1
Polygonaceae	*Polygonum persicaria* L.	I	2	5	6	4
	Rumex conglomeratus Murray	I	0	0,1	9	3
	% Flora Nativa	98	92	70	87	
	% Flora Introducida	2	8	30	13	

Tabla III.– Composición taxonómica, porcentaje de cobertura, porcentaje total de representatividad y origen de las especies de plantas encontradas en los humedales palustres del Gran Concepción (Laguna Verde, Lorenzo Arenas, Parque Central). Muestreo, noviembre del 2010 (N= natural; I: introducida; C: cosmopolita).

Familia	**Especie**	**Laguna verde**	**Lorenzo Arenas**	**Parque Central**
Saturniidae	*Ormiscodes sociales* (Ureta)	1	0	0
	Ormiscodes amphinome (Fabricius)	1	0	0
Geometridae	*Cidaria plemirata* (Felder & Rogenhofer)	1	0	1
	Ennada flavaria (Blanchard)	0	1	0
	Hemiloxia maditata (Felder & Rogenhofer)	1	0	0
	Mallomus chilenaria (Felder & Rogenhofer)	2	0	0
	Perusia flava (Butler)	0	0	1
	Perusia inusta (Felder & Rogenhofer)	0	0	1
	Perusia praecisaria (Herrich-Schäffer)	0	1	1
	Sp1	3	0	0
	Xanthorhoe chiloena (Butler)	5	0	0
Noctuidae	*Agrotis bilitura* (Guenée)	1	1	0
	Agrotis hispidula (Guenée)	2	9	0
	Elaphria bucephalina (Mabille)	2	0	0
	Agrotis malefida (Guenée)	0	1	1
	Peridroma ambrosioides (Walker)	1	1	29
	Peridroma clerica Butler	4	0	1
	Peridroma saucia (Hübner)	3	8	8
	Pseudaletia punctulata (Blanchard)	2	9	38
	Pseudaleucania ferruginecens (Blanchard)	4	4	7
	Pseudoaletia impucta (Guenée)	0	11	27
	Zale lunata (Drury)	3	0	0
	Abundancia	36	46	115
	Riqueza Específica	16	11	11

Tabla IV.– Composición taxonómica, riqueza, diversidad específica y abundancia de macrolepidópteros asociados a humedales palustres del Gran Concepción (Laguna Verde, Lorenzo Arenas, Parque Central). Primer muestreo, octubre del 2010.

Familia	Especie	Laguna verde	Lorenzo Arenas	Parque Central
Sphingidae	*Hyles euphorbiarum* (Guérin)	1	0	0
Geometridae	*Xanthorhoe chiloena* (Butler)	3	0	0
	Leucolithodes paulina (Ureta)	1	0	0
	Syncirsodes primata (Walker)	2	0	0
	Hasodima bartleti Parra	2	0	1
	Chloroclydon rinodaria (Felder & Rogenhofer)	3	0	0
	Psilaspilates signistriata Butler	1	0	0
	Cidaria plemirata (Felder & Rogenhofer)	5	0	0
	Hoplosauris chausi (Warren)	1	0	0
	Perizoma pastorales (Butler)	1	0	0
	Hoplosauris indistincta (Mabille)	1	0	0
Hepialidae	*Dalaca sp* (Walker)	2	0	0
	Callipielus vulgaris (Schmidt & Robinson)	0	1	0
	Dalaca pallens (Blanchard)	1	0	0
Noctuidae	*Pseudaletia punctulata* (Blanchard)	28	9	8
	Pseudaletia impucta (Guenée)	6	10	8
	Agrotis hispidula (Guenée)	2	1	2
	Agrotis lutecens (Blanchard)	10	10	9
	Agrotis bilitura (Guenée)	3	8	5
	Agrotis malefida (Guenée)	2	1	2
	Peridroma saucia (Hübner)	5	2	8
	Faronta albilinea (Hübner)	3	0	0
	Scania aspersa (Blanchard)	7	0	0
	Pseudoleucania aspersa (Butler)	1	0	0
	Chabuata carneado (Guering)	0	1	0
	Scriptania cucutrides (Philippi)	0	0	1
	Chitecomodia valdiviana (Angulo & Olivares)	1	0	0
Pyralidae	Sp2	2	0	1
	Sp3	1	0	0
	Sp4	2	0	0
	Sp5	2	0	0
Saturniidae	*Cercophana venusta* (Walker)	1	0	0
	Cinommata bistrigata (Butler)	1	0	0
	Abundancia	101	43	45
	Riqueza Específica	30	9	10

Tabla V.– Composición taxonómica, riqueza, diversidad específica y abundancia de macrolepidópteros asociados a humedales palustres del Gran Concepción (Laguna Verde, Lorenzo Arenas, Parque Central). Segundo muestreo, noviembre del 2010.

Familia	Especie	Laguna verde	Lorenzo Arenas	Parque Central
Geometridae	*Xanthorhoe chiloena* (Butler)	4	0	0
	Syncirsodes primata (Walker)	0	0	1
	Hoplosauris chausi (Warren)	1	0	0
	Hemiloxia meditata (Felder & Rogenhofer)	2	0	0
	Hasodima bartleti Parra	0	1	1
	Cidaria plemirata (Felder & Rogenhofer)	0	4	1
Hepialidae	*Dalaca pallens* (Blanchard)	0	0	2
Noctuidae	*Pseudaletia punctulata* (Blanchard)	3	1	2
	Pseudaletia impucta (Guenée)	3	6	3
	Agrotis hispidula (Guenée)	0	0	1
	Agrotis lutecens (Blanchard)	2	2	2
	Agrotis bilitura (Guenée)	1	2	2

	Agrotis ferruginecens (Blanchart)	3	2	0
	Agrotis malefida (Guenée)	4	13	8
	Peridroma saucia (Hübner)	2	7	7
	Peridroma ambrosioides (Walker)	0	0	1
	Faronta albilinea (Hübner)	1	0	0
	Scania aspersa (Blanchard)	1	0	0
	Heliothis zea (Boddie)	1	0	0
Pyralidae	Sp2	0	7	0
	Sp6	0	8	0
	Sp7	1	0	0
	Sp8	1	0	0
	Sp9	1	0	0
	Sp10	17	0	0
Licanidae	*Macromphalia ancilla* (Philippi)	0	1	0
Arctidae	*Chilesia rudis* (Butler)	0	5	3
	Abundancia	48	59	34
	Riqueza Específica	18	13	13

Tabla VI.– Composición taxonómica, riqueza, diversidad específica y abundancia de macrolepidópteros asociados a humedales palustres del Gran Concepción (Laguna Verde, Lorenzo Arenas, Parque Central). Tercer muestreo, diciembre del 2010.

con un análisis de Cluster, agrupó a los humedales urbanos (Lorenzo Arenas y Parque Central) y los diferenció del humedal Laguna Verde (Figura 2).

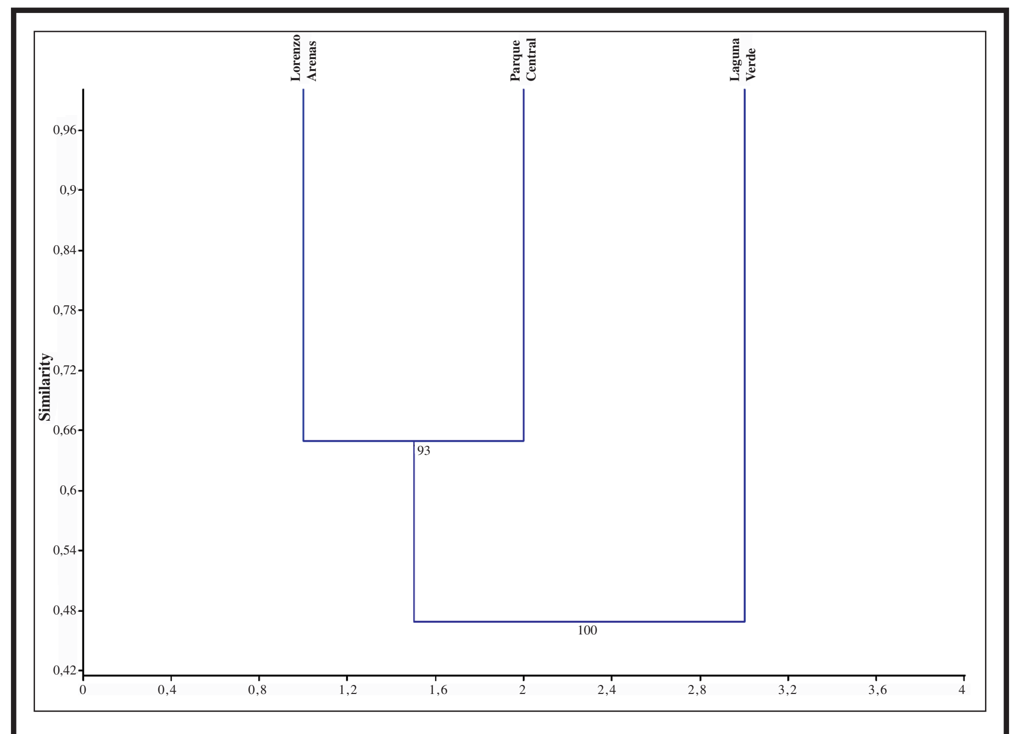


Figura 2.– Resultado del análisis de similitud Cluster entre la riqueza de especies y abundancias totales, de los tres humedales analizados (Laguna Verde, Lorenzo Arenas y Parque Central).

RELACIÓN ENTRE LAS CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT Y LA DIVERSIDAD DE MACROLEPIDOPTERA

El análisis de regresión lineal simple muestra que la Heterogeneidad Vegetacional y la Diversidad de especies se relacionaron de manera negativa ($P < 0,05$; $R^2 = 0,5756$) (Figura 3).

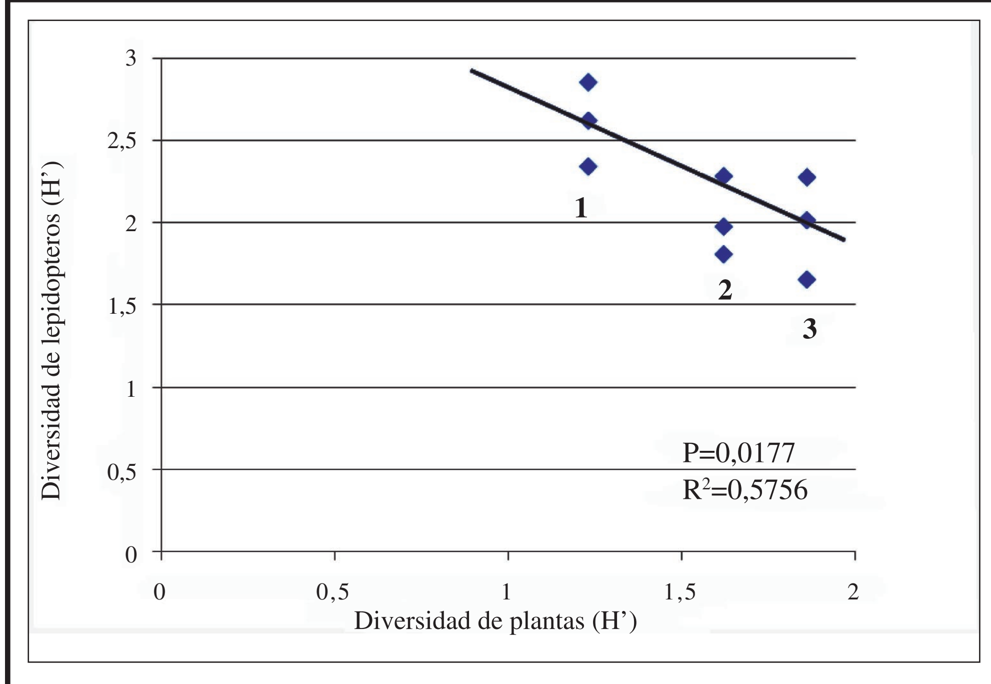


Figura 3.– Relación entre la diversidad de polillas y la Heterogeneidad Vegetacional (diversidad de los tres muestreos por humedal), (1= Laguna Verde; 2= Lorenzo Arenas; 3= Parque Central).

La regresión lineal simple entre la Naturalidad de la Matriz y la diversidad de Macrolepidoptera presentó una relación positiva y con valor estadístico significativo ($P < 0,05$) y un valor $R^2 = 0,784$ (Figura 4).

Discusión

La riqueza y la abundancia de insectos en los humedales, depende de varios factores, tales como su régimen climático, sus dimensiones, la heterogeneidad de los hábitats y principalmente, el tipo y la diversidad de vegetación (AMAT & BLANCO 2003). Diversos autores han corroborado las relaciones positivas entre la heterogeneidad vegetacional y la diversidad de insectos asociados a humedales (LODGE, 1991; NEWMAN, 1991; KNOPS *et al,.* 1999). La explicación de esta relación está dada por la "Hipótesis de Heterogeneidad Estructural", la cual sugiere que la estructura física del ambiente influye en la distribución e interacciones entre especies (LAWTON, 1983). La heterogeneidad estructural de la vegetación puede aumentar el número de especies de cada nivel trófico (CRONIN *et al*., 1998; DENNIS *et al*., 1998; KING & BRAZNER, 1999). Sin embargo, la diversidad de Macrolepidoptera en el presente estudio, presentó una relación negativa y con alto grado de significancia estadística, lo que se ve expresado como un aumento en la diversidad de és-

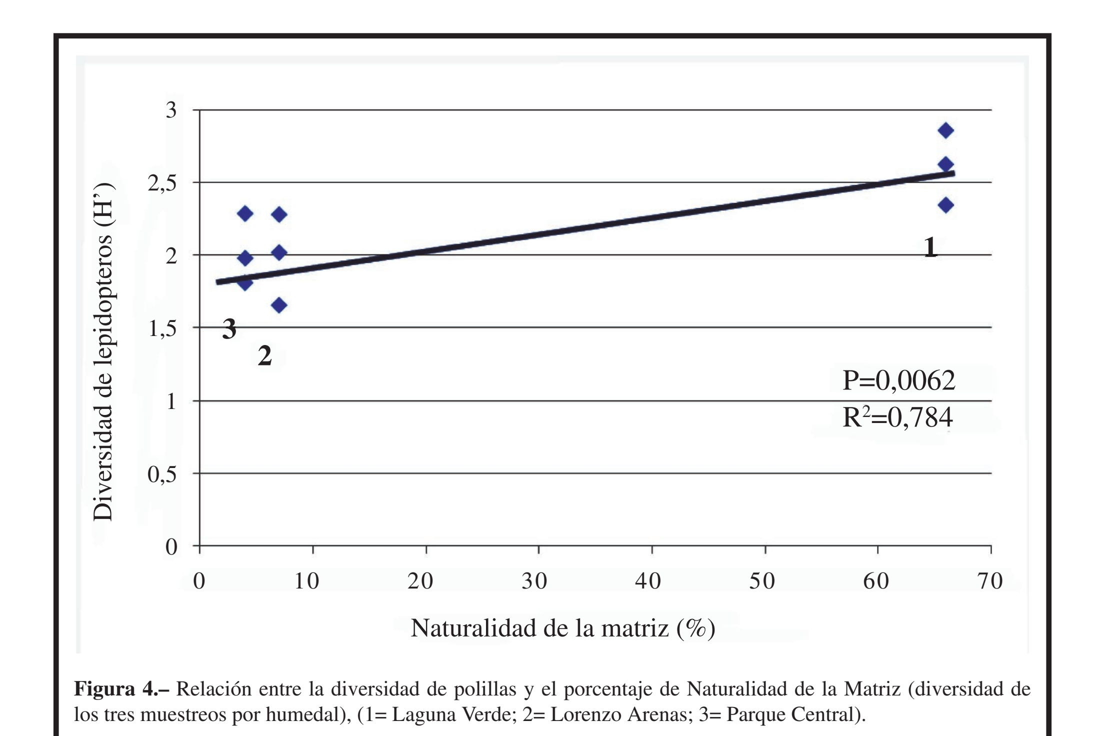


Figura 4.– Relación entre la diversidad de polillas y el porcentaje de Naturalidad de la Matriz (diversidad de los tres muestreos por humedal), (1= Laguna Verde; 2= Lorenzo Arenas; 3= Parque Central).

tos a medida que el humedal presenta una menor Heterogeneidad vegetacional; este resultado puede ser explicado en términos de historia de vida de las distintas especies de Macrolepidoptera colectados.

Laguna Verde fue el humedal que presentó la mayor diversidad de polillas, destacando la familia Geometridae. La cual se caracteriza por mostrar una fuerte asociación con la vegetación, dentro de la cual destacan, formaciones vegetacionales tales como estratos arbóreos y matorrales, con los cuales interactúa durante su ciclo de vida (SCOBLE, 1995). Laguna Verde fue el único humedal inserto en una matriz de bosque nativo, lo cual fue evidenciado con la presencia de familias únicas de estas matrices arbóreas, como: Geometridae, Sphingidae y Saturniidae. Además, se encuentra en una zona protegida dentro de la reserva Hualpén (disminución de efectos antrópicos de la urbanización, escasa presencia de flora introducida), factor clave que determinó las diferencias de diversidad con los demás humedales. En términos vegetacionales, esto explica el menor grado de heterogeneidad del humedal, debido a que la vegetación está dominada por *Scirpus californicus*, helófito nativo, que aparece como la especie más importante en la flora de este tipo de humedales, siendo la única especie que presenta culmos fotosintetizadores durante todo el año (AÑAZCO, 1981) y, la hierba perenne *Juncus procerus*, la cual se localiza en praderas húmedas y zonas pantanosas, formando grandes champas (GONZÁLEZ, 2005).

De las especies de lepidópteros colectadas en este humedal, sólo algunos representantes de la familia Crambidae presentan una asociación directa con la vegetación del humedal, debido a que sus larvas, principalmente fitófagas, crean habitáculos entre las plantas acuáticas (ARTIGAS, 1994). Otra especie altamente asociada a la vegetación del humedal, *Chilesia rudis* (Butler, 1882) (Lepidoptera: Arctiidae), fue encontrada en plena acción de herbivoría en plantas de la especie *Scirpus californicus*, en donde solo fueron colectados los estados larvales pero no fue posible la captura de imagos en ninguno de los tres muestreos realizados.

Los humedales inmersos en el área urbana (Lorenzo Arenas y Parque Central) presentaron un aumento en la Heterogeneidad Vegetacional, esto debido a que su porcentaje de cobertura de plantas introducidas fue mayor. Estos humedales al encontrarse rodeados por una matriz urbana aumenta la posibilidad del asentamiento de plantas advenas. La familia de Macrolepidoptera más representativa de este ambiente fue Noctuidae, sus especies se caracterizan por volar en lugares abiertos, además de presentar relaciones directas con pastizales generalmente dominados por gramíneas, ya que sus larvas se alimentan de ellas y sus imagos las utilizan como refugio. Estos humedales al recibir los efectos antrópicos, principalmente de relleno, han generado matrices dominadas por malezas. Este ambiente optimiza el desarrollo de este tipo de lepidópteros, los cuales destacan por su origen cosmopolita al igual que la mayoría de las malezas dominantes de estos sistemas.

La relación positiva y con alto grado de significancia estadística encontrada entre el porcentaje de Naturalidad de la Matriz y la diversidad de polillas, en los humedales analizados, se explica como el aumento de la diversidad (H') de especies de Macrolepidoptera, en relación a un mayor porcentaje de Naturalidad de la Matriz de dichos humedales, y es consistente con lo encontrado por WETTSTEIN & SHMID (1999) y VILLAGRÁN *et al.* (2006). Estos autores postulan que la diversidad de los insectos es menor en humedales inmersos en una matriz no natural, porque esta representa una pérdida de hábitat potencialmente utilizable por estas especies. Además se ha demostrado que la presencia de una matriz natural alrededor del hábitat, mantiene la diversidad de insectos al interior de los fragmentos (HOLLAND & FAHRIG, 2001; RICKETTS *et al.,* 2001); mientras que en hábitats donde la matriz constituye un sistema intervenido, la densidad de los insectos disminuye (GREZ, 1997; BAGUETE *et al.,* 2000), afectando importantes interacciones ecológicas en las cuales participan (BOLGER *et al.,* 2000). En muchos casos los ecotonos han sido considerados beneficiosos al incrementar la riqueza y diversidad de especies por sobreposición de diferentes unidades ambientales (SAUNDERS *et al.,* 1994), pero el reemplazo drástico de la matriz, genera efectos negativos sobre aquellas especies dependientes de los medios alterados o en retroceso (MURCIA, 1995).

Nuestros resultados nos permiten inferir que los Macrolepidoptera, son buenos indicadores de la calidad ambiental de los humedales palustres y de los efectos de la urbanización, ya que la gran diversidad de substratos sobre los cuales se alimenta este orden, hace del grupo un interesante ejemplo de especialización trófica, destacando especialmente la especificidad con que muchas especies se asocian a diferentes especies de plantas (SCIOBLE, 1995). Conocer esta relación directa nos permitiría determinar y evaluar según las especies colectadas, cuáles serían las plantas dominantes y por ende, cuán alterado se encuentra el hábitat en estudio.

Además, los humedales con distinto grado de intervención antrópica presentan diferencias significativas entre las riquezas de especies y abundancia de polillas, lo que permitió agrupar a los humedales urbanos (Lorenzo Arenas y Parque Central) y diferenciarlos de Laguna Verde. Todo esto se cumple, aunque la mayoría de las especies no se relacionó directamente con el humedal, sino que depende en mayor medida de la matriz de éste, lo que destaca la importancia de la Naturalidad de la Matriz; sobre todo en ambientes que están siendo paulatinamente remplazados por áreas urbanas; por lo tanto se hace necesario la aplicación de planes de manejo para la prevención de la pérdida de especies y conservación de estos ecosistemas.

Finalmente, este estudio propone un nuevo método de obtención del índice de Naturalidad de la Matriz de un humedal, basado en el índice utilizado por VILLAGRAN *et al.* 2006 (porcentaje de "área urbanizada" y "área no urbanizada"). La utilización de un nuevo grado de naturalidad, el de "área seminatural", permitió una representación más real del sector analizado. Se incluyen todos los pasos a seguir y la formula que facilita la obtención de este índice utilizando capas temáticas y sistemas de información geográfica. Los porcentajes de naturalidad obtenidos sobre la base del índice de Naturalidad de la Matriz, resultaron ser altamente representativos de las áreas utilizadas, lo cual pudo ser comprobado con observaciones en terreno.

Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto DIUC 210.113.079-1.0, por el apoyo económico de esta iniciativa. Al Dr. Marcelo Baeza, por la ayuda prestada en la correcta identificación de la flora de los humedales palustres; a los Drs. Andres Angulo y Tania Olivares por su ayuda en la identificación de algunas especies de noctuideos; a Gabriela Diaz, Christian Muñoz, Rodrigo Estuardo, Rodrigo Bastidas y Sergio Villagran por su apoyo en los muestreos de campo y a Carlos Zamora por los comentarios y sugerencias sobre nuestros trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

AMAT, G. & BLANCO, E., 2003.– Artropofauna de los humedales de la Sabana de Bogotá: 90-106 pp. *In*.– *Los Humedales de Bogotá y la Sabana. Bogotá.* (1): 262 pp. Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá (EAAB) y Conservación Internacional - Colombia (eds.), Bogotá.

ANDERSON, D. & VONDRACEK, B., 1999.– Insects as indicators of land three ecoregions of the prairie pothole region.– *Wetlands,* **19**(3): 648-664.

ANDRADE-C, M. G., 1998.– Utilización de las mariposas como bioindicadores del tipo de hábitat y su diversidad en Colombia.– *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales,* **22**(84): 407-421.

AÑASCO, N., 1981.– Desarrollo estacional y relaciones de competencia entre *Scirpus californicus*, *Typha angustifolia* y *Phragmites communis* en pantanos de Valdivia, Chile: 97 pp. Tesis de Magíster. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

ARTIGAS, J., 1994.– *Entomología Económica*: *Insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (Nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos),* (2): 944 pp. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción.

BAGUETE, M., PEIT, S. & QUÉVA, F., 2000.– Population spatial structure and migration of tree butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation.– *Journal of Applied Ecology,* **37**: 100-108.

BARBOSA, O. & MARQUET, P. A., 2002.– Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile.– *Oecologia,* **132**: 296-306.

BOLGER, D. T., SUÁREZ, A. V., CROOKS, K. R., MORRISON, S. A. & CASE, T. J., 2000.– Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects.– *Ecological Applications,* **10**: 1230-1248.

BOLUND, P. & HUNHAMMAR, S., 1999.– Ecosystem services in urban areas.– *Ecological Economics,* **29**: 293-301.

BROSE, U., 2003.– Bottom-up control of carabid beetle communities in early succession wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?.– *Oecologia,* **135**: 407-413.

BROWN, K. S., 1982.– Palaeoecology and regional patterns of evolution in neotropical forest butterflies. *In* G. T. PRANCE (ed.).– *Biological diversification in the tropics*: 336-357. Columbia University Press, New York.

BROWN, K. S., 1997.– Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forest: insects as indicators for conservation monitoring.– *Journal of Insect Conservation,* **1**: 25-42.

CRISCI, J. V., 2006.– Espejos de nuestra época: biodiversidad, sistemática y educación.– *Gayana Botánica,* **63**(1): 106-114.

CRONIN, G., WISSING, K. & LODGE, D., 1998.– Comparative feeding selectivity of herbivorous insects on water lilies: aquatics semi- terrestrial insects and submersed vs floating leaves.– *Freshwater Biology,* **39**: 243-257.

DENNIS, P., YOUNG, M. R. & GORDON, J., 1998.– Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands.– *Ecological Entomology,* **23**: 253-264.

DIDHAM, R. K., LAWTON, J. H., HAMMOND, P. M. & EGGLETON, P., 1998.– Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments.– *Philosophical Transactions of the Royal Society of London,* Series B, **353**: 437-451.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P., 1997.– Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.– *Ecological Monographs,* **67**(3): 345-366.

FAHRIG, L., 1997.– Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction.– *Journal of Wildlife Management,* **61**(3): 603-610.

FROST, S.W., 1952.– Light traps for insect collection, survey and control.– *Bulletin of the Pathology Agriculture Experimental Station,* **550**: 32 pp.

FROST, S. W., 1957.– The Pennsylvania insect light trap.– *Journal of Economic Entomology,* **50**: 287-92.

GIBB, H. & HOCHULLI, F., 2002.– Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages.– *Biological Conservation,* **106**: 91-100.

GONZÁLEZ, A. & VICTORIANO, P., 2005.– Aves de los humedales costeros de la zona de Concepción y alrededores. *In* C. SMITH-RAMÍREZ, J. ARMESTO & C. VALDOVINOS (eds.).– *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*: 485-497. Editorial Universitaria Bosque Nativo, Santiago.

GONZÁLEZ, C. 2005.– *Biodiversidad Vegetal Acuática de los Humedales del río Chepu (Chiloé, Región de Los Lagos, Chile)*: 113 pp. Tesis de Magíster. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

GREZ, A., 1997.– Effect of habitat subdivision on the population dynamics of herbivorous and predatory insects in central Chile.– *Revista Chilena de Historia Natural,* **70**: 481-490.

HOLLAND, J. D. & FARHING, L., 2001.– Landscape woody border increases insect diversity in alfalfa fields.– *Hedgerows of the World,* LaLe (UK): 167-176.

HOLLINGSWORT, J. P., HARTSOCK, J. G. & STANLEY, J. M., 1963.– Electrical Insect traps for survey purposes.– *Agricultural Research Service United States Department of Agriculture* **42-3-1**: 10 pp.

HOLLOWAY, J. D., 1985.– Months as indicator organism for categorising rain forest and monitoeing change and regeneration process. *In* A. CHADWICK & S. SUTTON (eds.).– *Tropical rain forest leeds Phylosophical and literary*: 235-242.

HUNTER, M., 2002.– Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects.– *Agricultural and Forest Entomology,* **4**: 159-166.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS (INE), 2002.– *XVIII Censo de población y VI de Vivienda.* Santiago.

KHUROO, A. A., DAR, G. H., KHAN, Z. S. & MALIK, A. H., 2007.– Exploring an inherent interface between taxonomy and biodiversity: current problems and future challenges.– *Journal of Nature Conservation,* **15**: 256-261.

KIM, K. C. & BYRNE, L. B., 2006.– Biodiversity loss and the taxonomic bottleneck: emerging.– *Ecological Research,* **21**(6): 794-810.

KING, R. & BRAZNER, J., 1999.– Coastal wetland insect communities along a trophic gradient in green bay, Lake Michigan.– *Wetlands,* **19**: 1007-1023.

KITAHARA, M. & SEI, K., 2001.– A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in seminatural and human-modified grassland habitat at the foot of Mt. Fuji, central. Japan.– *Biodiversity and Conservation*, **10**: 331-351.

KNOPS, J., TILMAN, D., HADDAD, N., NAEEM, S. H., MITCHELL, C. H., HARSTAD, J., RITCHIE, E., KNUTSON, M., SAUER, J., OLSEN, D., MOSSMAN, M., HEMESAATH & LANOO, M., 1999.– Effects of Landscape Composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A.– *Conservation Biology,* **13**: 1437-1446.

KREMEN, C., 1994.– Biological inventory using target taxa. A case study of butterflies of Madagascar.– *Ecological Applications,* **4**(3): 407-422.

LAWTON, J., 1983.– Plant architecture and the diversity of phytophagus insects.– *Annual Review of Entomology,* **28**: 23-39.

LOVEJOY, T. E., RANKIN, J. M., BRERREGAARD, R. O., BROWN, JR., K. S., EMMONS, L. H. & VAN DER VOORT, L. H., 1984.– *Ecosystem decay of Amazon forest remmants*: 295-325.– *In* M. H. NITEEKI (ed.). *Extintions*: 475. pp. University Chicago Press, Chicago.

LOVEJOY, T. E., BRERREGAARD, R. O., RYLANDS, A. B., MALCOM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, JR., K. S., POWELL, A. H. POWELL, G. V., SCHUBART, R. O. & HAYS, M. B., 1986.– Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* M. E. SODLE (ed).– *Conservation Biology, The Science of scarsity and diversity*: 52-285. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

LUNDKVIST, E., LANDIN, J. & MILBERG, P., 2001.– Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden.– *Wetlands,* **21**: 48-58.

MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1967.– *The theory of island biogeography*: 203 pp. Princeton University Press, Princeton.

MÁRQUEZ, J., 2005.– Técnica de colectas y preservación de insectos.– *Boletín de la S.E.A.,* **37**: 385-408.

MARZLUFF, J. M. & EWING, K., 2001.– Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes.– *Restoration Ecology,* **9**: 280-292.

MURCIA, C., 1995.– Edge effects in fragmented forests implications for conservation.– *Trends in Ecology & Evolution,* **10**: 58-62.

NELSON, M. A., ROLINE, J., THUELLEN, J., SARTORIS, J. & BOUTWELL, J., 2000.– Invertebrate assemblages and trace element bioaccumulation associated with constructed wetlands.– *Wetlands,* **20**: 406-415.

NEWMAN, R., 1991.– Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a rewiew.– *Journal of the North American Benthological Society,* **10**: 89-114.

LODGE, D., 1991.– Herbivory of freshwater macrophytes.– *Aquatic Botany,* **41**: 195-224.

PARRA, O., 1989.– La eutrofización de la laguna grande de San Pedro, Concepción, Chile: un caso de estudio.– *Ambiente y Desarrollo,* **1**: 117-136.

PAUCHARD, A., AGUAYO, M., PEÑA, E. & URRUTIA, R., 2006.– Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile).– *Bilogical Conservation,* **127**: 272-281.

PIANKA, E. R., 1966.– Latitudinal gradients in species diversity: A review concepts.– *American Naturalist,* **100**: 30-46.

PIELOU, E. C., 1975.– *Ecological diversity*: 165 pp. John Wiley, New York.

PING, Y. & LI, H., 2006.– A study on the diversity of the moth community in the North Dagang wetland nature reserve, Taijin, China.– *Acta Ecologica Sinica,* **26**(4): 999-1004.

POIANI, K., RICHTER, B., ANDERSON, M. & RICHTER, H., 2000.– Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscape, and networks.– *BioScience,* **50**: 133-146.

POLYMERIS, C., 1995.– *Vegetación actual de la Península de Hualpén*: *clasificación y dinámica*: 190 pp. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias con mención en Botánica, Universidad de Concepción, Concepción.

QUINN, G. P. & KEOUGH, M. J., 2002.– *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*: 557 pp. Cambridge University Press, Cambridge.

RAMÍREZ, C. & AÑAZCO, N., 1982.– Variaciones estacionales en el desarrollo de *Scirpus californicus*, *Typha angustifolia* y *Phragmites commnunis* en pantanos valdivianos, Chile.– *Agro Sur,* **10**(2): 111-123.

RAMÍREZ, C., SAN MARTÍN, C. & RUBILAR, H., 2002.– Una propuesta para la clasificación de humedales chilenos.– *Revista Geográfica de Valparaiso,* **32-33**: 265-273.

RICCIARDI, A., NEVES, R. J. & RASMUSSEN, J. B., 1998.– Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion.– *Journal of Animal Ecology,* **67**: 613-619.

RICKLETS, R. E., 1987.– Community diversity: Relative roles of local and regional processes.– *Science,* **235**: 167-171.

RICKLETS, T. H., DAILY, G., EHRLICH, P. R. & FAY, J. R., 2001.– Countryside Biogeography of months in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats.– *Conservation Biology,* **15**(2): 378-388.

ROBINSON, H. S. & ROBINSON, P. J. M., 1950.– Some notes on the observed behaviour of Lepidoptera in flight in the vicinity of light- sources together with a description of a light-trap designed to take entomological samples.– *Entomologist's Gazette,* **1**: 3-15.

ROJAS, C. OPAZO, S. & VIVANCO, M., 2010.– Escenarios de usos y coberturas de suelo en el área metropolitana de Concepción. *Semana Latinoamericana de la Percepción Remota, Santiago de Chile.*

SAUNDERS, D. A., HOBSS, R. J. & MARGULES, C. R., 1994.– Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review.– *Conservation Biology,* **5**(1): 18-32.

SCOBLE, M., 1995.– *The Lepidoptera*: *form function and diversity*: 404 pp. Oxford University Press, Oxford.

SINGH, J. S., 2002.– The biodiversity crisis: a multifaceted review.– *Current Science,* **82**(6): 638-647.

SIMPSON, E. H., 1949.– Measurement of diversity.– *Nature,* **163**: 688.

SIMONETTI, J. A., 1999.– Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in Mediterranean Chile.– *Revista Chilena de Historia Natural,* **72**: 493-500.

SMITH, P. & ROMERO, H., 2009.– Efectos del crecimiento urbano del Área Metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lenga.– *Revista de Geografía Norte Grande,* **43**: 81-93.

SPIELES, D. & MITSCH, W., 2000.– Macroinvertebrate community structure in high and low nutrient constructed wetlands.– *Wetlands,* **20**: 716-729.

STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T., 2000.– Butterfly community structure in fragmented habitats.– *Ecology Letters,* **3**: 449-456.

SUMMERVILLE, K. O., RITTER, L. & THOMAS, C., 2004.– Forest moth taxa indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment.– *Biological Conservation,* **116**: 9-18.

VOELZ, N. J. & MCARTHUR, V., 2000.– An exploration of factors influencing lotic insect species richness.– *Biological Conservation,* **9**: 1543-1570.

VILLAGRAN-MELLA, R., AGUAYO, M., PARRA, L. E. & GONZALEZ, A., 2006.– Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile.– *Revista Chilena de Historia Natural,* **79**: 195-211.

WESTTSTEIN, W. & SCHMID, B., 1999.– Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grass hoppers.– *Journal of Applied Ecology,* **36**: 365-373.

E. S. Z., *L. E. P., H. A. B.
Departamento de Zoología
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción
Concepción, Casilla 160-C-4070386
Concepción
CHILE / *CHILE*
E-mail: einersepulveda@udec.cl
E-mail: luparra@udec.cl

H. A. B.
Instituto de Alta Investigación
Universidad de Tarapacá
Casilla 7-D
Arica
CHILE / *CHILE*
E-mail: hugobenitez@udec.cl

C. R. Q.
Departamento de Geografía
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía
Universidad de Concepción: Casilla 160-C - 2207230
Concepción
CHILE / *CHILE*
E-mail: crojasq@udec.cl

*Autor para la correspondencia / *Corresponding author*

(Recibido para publicación / *Received for publication* 6-V-2011)
(Revisado y aceptado / *Revised and accepted* 23-VII-2011)
(Publicado / *Published* 30-VI-2012)